

## **Ammóniumfelvétel hatása a gyökérkörnyezet savanyodására és az angolperje csíranövény ólomfelvételére**

MURÁNYI ATTILA és FÜLEKY GYÖRGY

MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete, Budapest  
és Gödöllői Agrártudományi Egyetem

A talajokat érő nehézfémterhelés következményeit az élő szervezetekre több hazai szerző összefoglaló munkája is áttekintette a közelmúltban (KÁDÁR, 1991; CSATHÓ, 1994; KÁDÁR, 1995; FÜLEKY & PÁSZTOR, 1996; NÉMETH et al., 1993). A nemzetközi szakmai közvélemény számára is aktuális kérdés szakirodalmát könyvek sora próbálja szintetizálni (ADRIANO, 1992; ALLOWAY, 1990; FERGUSSON, 1990; ROSS, 1994 stb). A magasabb rendű növények nehézfémfelvételének kérdése mindezek ellenére sok vonatkozásban nem tisztázott és e növényekre vonatkozó nehézfém toxikus határértérendszer sem létezik.

Egyrészt általánosan ismert, hogy az ólom és kadmium esetében az angolperje növény által felvett nehézfém nagyobb része a gyökérben halmozódik fel, de más növény és más fém esetén a gyökér és hajtás elemtartalma között más megoszlás jöhet létre (JONES & JARVIS, 1981). Másrészt közismert, hogy az ammónia-N-tartalmú műtrágyák savanyítják leginkább a talajt (LOCH & NOSTICIUS, 1992).

A talajban található ólom mozgékonyságának növekedését kilúgzás során csak igen kis kationkicserélő kapacitású, könnyű mechanikai összetételű talajon észlelték (FULLER et al., 1976). LA ZERTE (1986) szerint az ólom olyan mértékben kötődik a szerves anyaghoz, hogy még savas közegben sem mosódik le. TAKÁCS (1990) a pH csökkenésének az ólom mozgékonyságára, megkötődésére gyakorolt hatását vizsgálta, az adszorpciós izoterma meghatározásával értékelve az adszorpció és a szerves komplex képzés szerepét. Azt tapasztalta, hogy az utóbbi stabilabb kötődést biztosít és kevésbé változik a savanyodás hatására.

Jelen munkánkban - amelyet az OTKA T013214 szerződés támogatásával folytattunk - célul tűztük ki a gyökérkörnyezeti savanyodás ólommobilizáló hatásának vizsgálatát. Kísérleteink során tanulmányoztuk, hogy az ammónium-ion-felvétel és a kibocsájtott hidrogénionok milyen mértékben hatnak a talaj toxikusnak tekinthető nehézfém-tartalmának növényi felvehetőségére. Emellett arra is választ kerestünk, hogy a tápanyag-ellátottságra kidolgozott gyors csíranövényes bioteszt (NOOMAN & FÜLEKY, 1989) alkalmas-e a talajok nehézfém-tesztelésére.

## Anyag és módszer

A gyökérkörnyezeti savanyodás nehézfém-mobilizáló hatásának vizsgálatához Nooman és Füleký bioteszt módszerét használtuk. A STANFORD és DEMENT (1957) által kidolgozott gyors, csíranövényes bioteszt módszert NOOMAN és FÜLEKY (1989, 1991/1992) fejlesztette tovább. A módszer alapelve az, hogy tápanyaghiányos körülmények között vattán csíráztatunk és előnevelünk növényeket. A fejlődő növények gyökérzete keresztülszövi a vattát és számottevő gyökérszövedéket hoz létre. A vizsgálni kívánt talajmintákat adott alakú edényekbe töltjük, majd ráhelyezzük a talajminta felületére az előnevelt növények gyökérzetét. A kiéhezett növények gyors tápanyagfelvételhez kezdenek, a felvett elemek egy része a gyökérben marad, más része transzlokálódik a hajtásrészekbe. Néhány napos kontaktus után a növényes részt leválasztjuk a talajról és ezután elvégezhetők a szükséges elemvizsgálatok. A módszer lényegéhez tartozik még annak biztosítása is, hogy csak annyi ideig tartson a kontaktus a talaj és növényi gyökerek között, ameddig a felvett elemek mennyisége még csak halmozódik a növényi részekben és nem - illetve csak minimális mértékben - fordítódik a hajtás- és a gyökértömeg növelésére. Ez biztosítja ugyanis azt, hogy a növényi részek elemkoncentrációja jó bioindikátora lehessen a talaj adott elemre vonatkozó elemtartalmának.

A kísérletsorozat megtervezésekor arra törekedtünk, hogy egyrészt csak a N-műtrágya hatása érvényesüljön, másrészt a talajban lehetőleg egyértelműen mérhető változások játszódjanak le. Ennek érdekében a savanyító hatású N-műtrágya mellett sem foszfort, sem káliumot nem adtunk a talajokhoz, valamint csak 100 g talajt használtunk a tenyészedényekben, így a növényeknek kis mennyiségű talajon kellett fejlődniük, s a gyökerek által erőteljesebb változások indukálódhatnak a talajban.

A bioteszt kísérletekhez nem-karbonátos talajokat használtunk a talajsavanyúság-változások követhetősége érdekében. Két savanyú talajt választottunk ki: a gödöllői minta egy közepesen savanyú Ramann barna erdőtalajt, a martonvásári minta egy gyengén savanyú erdőmaradványos csernozjom talajt reprezentál. A talajok legfontosabb jellemzőit az 1. táblázat mutatja be.

A kísérlet jelzőnövénye angolperje volt. Ammónium-szulfáttal műtrágyáztunk, ami az irodalmi adatok alapján (MURÁNYI & RÉDLYNÉ, 1986) a hazánkban forgalmazott N-műtrágyák közül a leginkább savanyító hatású. A műtrágyakezelésekben 200 ppm N-t alkalmaztunk  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  formában, a talajba keverve. A kontroll 0 mg N/kg talaj volt. Az ammóniumionok nitrifikációjának megakadályozása érdekében 0,5 ml/100 g N-serve-t alkalmaztunk nitrifikáció inhibitoraként.

A kísérletben  $\text{PbCl}_2$ -terhelést alkalmaztunk. A terheléseket úgy választottuk meg, hogy nagyságuk a magyar szabványban megadott értékkel összevethető legyen. A kísérlet során a szabványban megadott mennyiség 50, illetve 100 %-ának megfelelő mennyiséget adtuk a vizsgált talajokhoz.

## 1. táblázat

A 0-25 cm-es rétegből vett talajminták fontosabb tulajdonságai

(1) Talajparaméterek	(2) A talajminta származási helye	
	Gödöllő	Martonvásár
CaCO <sub>3</sub> , %	0,00	0,00
pH(H <sub>2</sub> O)	6,26	6,85
pH (0,1 M CaCl <sub>2</sub> )	5,35	6,27
pH (1 M KCl)	4,51	5,52
y <sub>1</sub>	15,60	10,80
y <sub>2</sub>	0,68	0,00
a) Humusz, %	1,89	2,95
b) Kicserélhető kationok, me/100 g (ammónium-acetátos módszer, pH = 7)		
Ca <sup>2+</sup>	6,93	19,80
Mg <sup>2+</sup>	2,48	3,22
Na <sup>+</sup>	0,22	0,41
K <sup>+</sup>	0,27	0,45
S-érték, me/100 g	9,89	23,88
c) Ca-talaj T-értéke (BaCl <sub>2</sub> -os módszer, nem pufferolt saját pH)	12,34	24,55
d) Összes ólom, mg/kg (HNO <sub>3</sub> /H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> feltárás)	13,30	19,50
e) Könnyen felvehető ólom, mg/kg (Lakanen-Erviö módszer)	3,95	7,34

Két ismétlést és hat kezelést állítottunk be:

1. Talaj + 0 ppm N + 0 ppm Pb.
2. Talaj + 0 ppm N + 50 ppm Pb.
3. Talaj + 0 ppm N + 100 ppm Pb.
4. Talaj + 200 ppm N + 0 ppm Pb.
5. Talaj + 200 ppm N + 50 ppm Pb.
6. Talaj + 200 ppm N + 100 ppm Pb.

A bioteszt kivitelezése a következőképpen történt: 100 g légszáraz talajhoz hozzáadtuk a megfelelő mennyiségű ólom-klorid és ammónium-szulfát oldatot. A nedvességtartalmat 14 s%-ra állítottuk be. A 2 g vattán 1 g angolperje magból 10 napig előnevelt növényeket gyökérszövedékükkel a vizsgálni kívánt kezelt talajmintákra helyeztük. A kísérlet 2., 4., 7. és 10. napján vizsgáltuk a lejátszódott folyamatokat. Ennek érdekében a hajtást, a (vattával átszőtt) gyökereket és a talajt elkülönítettük egymástól. A vattával átszőtt gyökerekből kimostuk a talajszemcséket.

A hajtás és a gyökerek Pb-tartalmát sósavas hidrolízissel határoztuk meg. 5 g légszáraz növénymintát 25 ml 2 M sósavoldattal 105 °C-on 3 órán keresztül hidrolizáltunk. Lehűlés után 25 ml desztillált vizet adtunk hozzá, majd leszűr- tük az oldatot, s meghatároztuk az oldat Pb-koncentrációját.

A talajsavanyodás mértékének jellemzése céljából a talajból 1:2,5-es talajszuszpenziót készítettünk, megmértük a pH értéket, majd 0,1 M NaOH-dal visszatitráltuk a szuszpenziót a talaj eredeti pH értékére.

## Kísérleti eredmények és értékelésük

### A talajsavanyodás mértéke

#### *pH változások*

A gödöllői talaj pH változásait elemezve megállapíthatjuk, hogy a talaj eredeti pH értéke minden egyes esetben csökkent (1A. ábra).

A N-kezelés nélküli esetekben a pH lecsökkent az 5,8-6,2 közötti tartományig. A legnagyobb mértékű csökkenés az ólomterhelés nélküli esetekben következett be, pH = 6,26-ról pH = 5,8-6,0-ig. A tapasztalt pH-csökkenést a csíranövény légzése során keletkező szén-dioxid savanyító hatása magyarázza. Az ólomterhelésnek kitett talajokban a pH értékek magasabbak, mint a Pb<sub>0</sub>-kezelésnél, azaz a savanyító hatás mérsékeltebb. Ez arra utal, hogy az ólom jelenléte a csíranövény légzését csökkenti. A Pb<sub>50</sub>-kezelés esetében a gátlás nagyobb volt, mint a Pb<sub>100</sub> esetében.

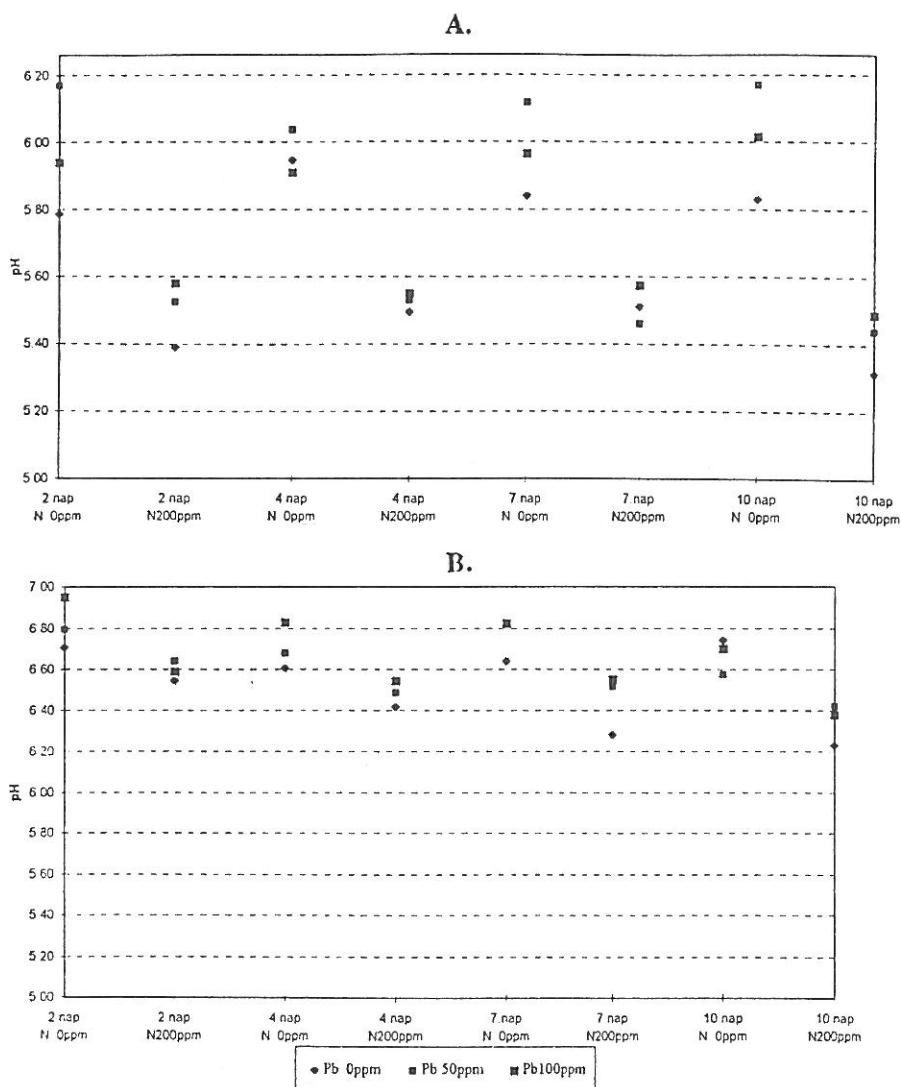
N-kezelés esetében igen nagymértékű pH-csökkenést mértünk, a pH 6,26-ról lecsökkent 5,6-5,3-ra. A legnagyobb mértékű - egy egységnyi - pH-csökkenést a Pb<sub>0</sub>-kezelés 10. napján mértük. A N-kezelés során a pH-csökkenés oka az angolperje csíranövény ammóniumfelvétele. A nitrifikáció inhibitor jelenléte megakadályozta, hogy az ammóniumsulfát-műtrágya ammóniumionjai nitrátionokká alakuljanak át. A csíranövény ammóniumionok felvételére kényszerül, s a felvett kationtöbbletet hidrogénionok kibocsájtásával kompenzálja, s ez a gyökérkörnyezetben talajsavanyodást okoz, amit a kísérleti eredmények is mutatnak. A N-kezelés esetében is megfigyelhető, hogy az ólom jelenléte mérsékli a pH-csökkenést, a Pb<sub>100</sub>-kezelés esetén a leginkább. A mért pH-csökkenést a csíranövény légzése és az ammóniumionok felvétele együttesen okozta.

A martonvásári talaj esetében a talaj eredeti pH értéke szintén minden egyes esetben csökkent, de sokkal kisebb mértékben, mint a gödöllői talajnál (1B. ábra).

N-kezelés nélkül a pH csak 6,8-6,6-ig csökkent. N-kezelés esetén a pH-csökkenés elérte a 6,6-6,2 közötti pH-tartományt.

Az ólomkezelés nélküli esetekben mértünk nagyobb mértékű pH-csökkenéseket. A legnagyobb mértékű pH-csökkenés 0,6 volt (6,8-ról 6,2-re). Az ólomkezelések hatására a pH-csökkenés mérséklődését tapasztaltuk.

A kisebb mértékű pH változások a martonvásári talaj tulajdonságainak, nagyobb pufferkapacitásának tulajdonítható.



1. ábra

A pH változása a gyökérkörnyezetben az idő és a N-kezelés függvényében a különböző Pb-kezelésekben a gödöllői (A) és martonvásári (B) talajon

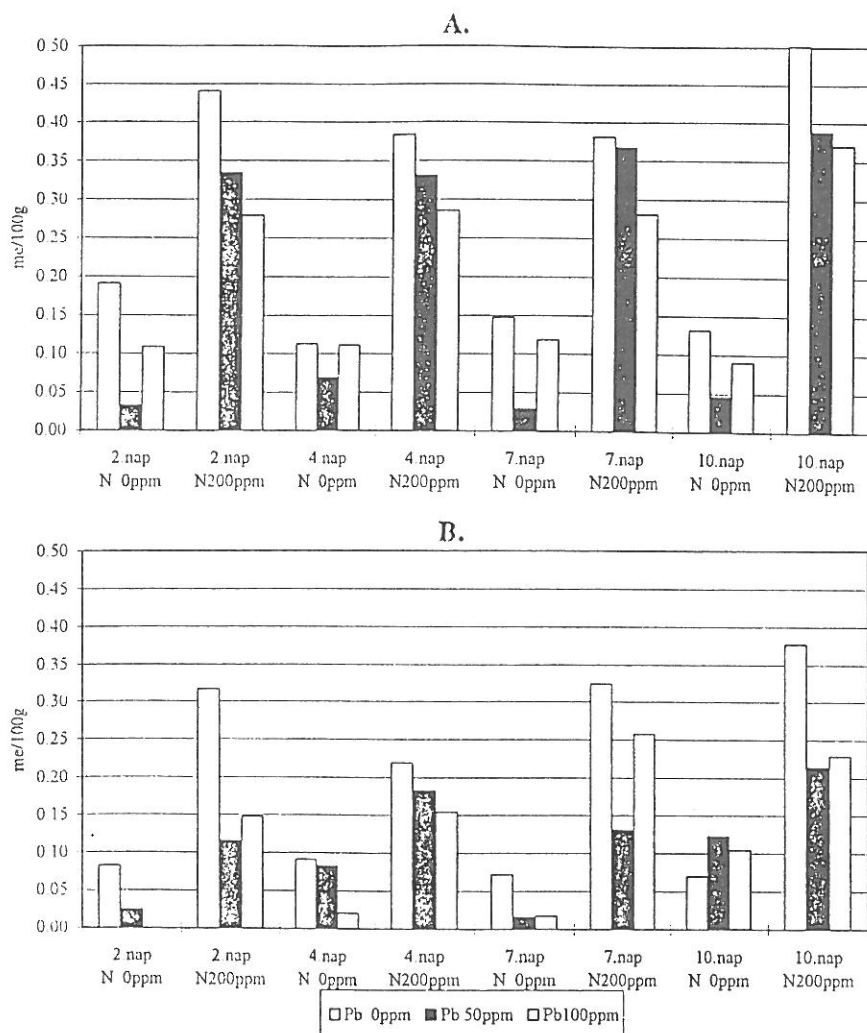
### A titrálható savanyúság nagysága

A gyökérkörnyezetben lejátszódó talajsavanyodás kvantitatívan a titrálható savtartalom mérése révén jellemezhető (MURÁNYI et al., 1994). A titrálás során a talaj eredeti pH értékéig titráljuk vissza a talajszuszpenziót, ami pontosan jelzi a gyökérkörnyezetben keletkezett sav mennyiségét (2. ábra).

A gödöllői talajban (2A. ábra) minden egyes kezelés esetében kvantitatívan lehetett mérni a keletkezett sav mennyiségét.

A N-kezelés nélküli esetekben 0,1-0,2 me/100 g közötti savmennyiséget mértünk. Ez a savmennyiség a gyökérlégzés révén szabadulhat fel. A mért pH értékeknél tapasztaltakhoz hasonlóan az 50 ppm Pb-terhelés a gyökérlégzés nagyobb mértékű gátlását okozta, mint a 100 ppm Pb.

A N-kezelések esetében sokkal nagyobbak a titrálható savtartalom mennyiségek, amit az angolperje ammóniumfelvétele okoz. A mért titrálható savtar-



2. ábra

A titrálható savanyúság nagysága a gyökérkörnyezetben az idő és a N-kezelés függvényében a különböző Pb-kezelésekben a gödöllői (A) és martonvásári (B) talajon

talom a 0,3-0,5 me/100 g tartományba esik. A legnagyobb mértékű különbséget az  $Pb_0$  esetében tapasztaltuk, amikor a 10. napon a titrálható savtartalom a N-kezelés nélküli esetben mért 0,13-ról 0,50 me/100 g-ra nőtt. A mért savtartalmak a N-kezelések esetében azonos tendenciát mutatnak, a titrálható sav mennyisége az ólomterhelés nagyságával párhuzamosan csökkent. Ez azt jelzi, hogy az angolperje savkibocsátása az ólomterhelés hatására csökkent, a csíranövény reakciója indikálta a gödöllői talaj ólomtartalmát.

A *martonvásári talaj* esetében (2B. ábra) kisebbek a titrálható savmennyiségek. A N-kezelés nélküli kontrolltalajokban a titrálható savtartalom kisebb, mint 0,12 me/100g talaj.

A N-kezelés következtében nagymértékben megnőtt a gyökérkörnyezetben mérhető sav mennyisége. Az  $Pb_0$ -kezelés esetében az átlagosan mért 0,08 me/100 g érték N-kezelés következtében eléri az átlag 0,31 me/100 g értéket, ami mintegy négyszeres növekedésnek felel meg. Ezt a növekedési arányt tapasztaltuk a gödöllői talajban is. Az ólomterhelés hatására a gyökérkörnyezetben található savmennyiség itt is csökken, ami az angolperje ólommal szemben mutatott reakciójával magyarázható.

A gyökérkörnyezeti talajsavanyodás mértéke - mind a pH változások (intenzív jellemző), mind a titrálható savanyúság nagysága (kvantitatív jellemző) - jól jellemzi az angolperje csíranövény ammónium-, illetve ólomkezeléssel szemben mutatott reakcióit.

### A csíranövény ólomtartalma

A növényi hozamok vizsgálata azt mutatja, hogy a kísérlet során sem a hajtás-, sem a gyökértömeg nem változott meg szignifikánsan a gödöllői talajban. Csak a 10. napon tapasztaltuk, hogy a hajtás tömege bizonyítottan megnőtt. A hajtástömeget és a gyökértömeget sem a N-adagolás, sem az ólomkezelések nem változtatták meg szignifikánsan. A *martonvásári talaj* esetében a hajtás tömegét az idő és a nagyobb ólomkezelés is szignifikánsan megnövelte.

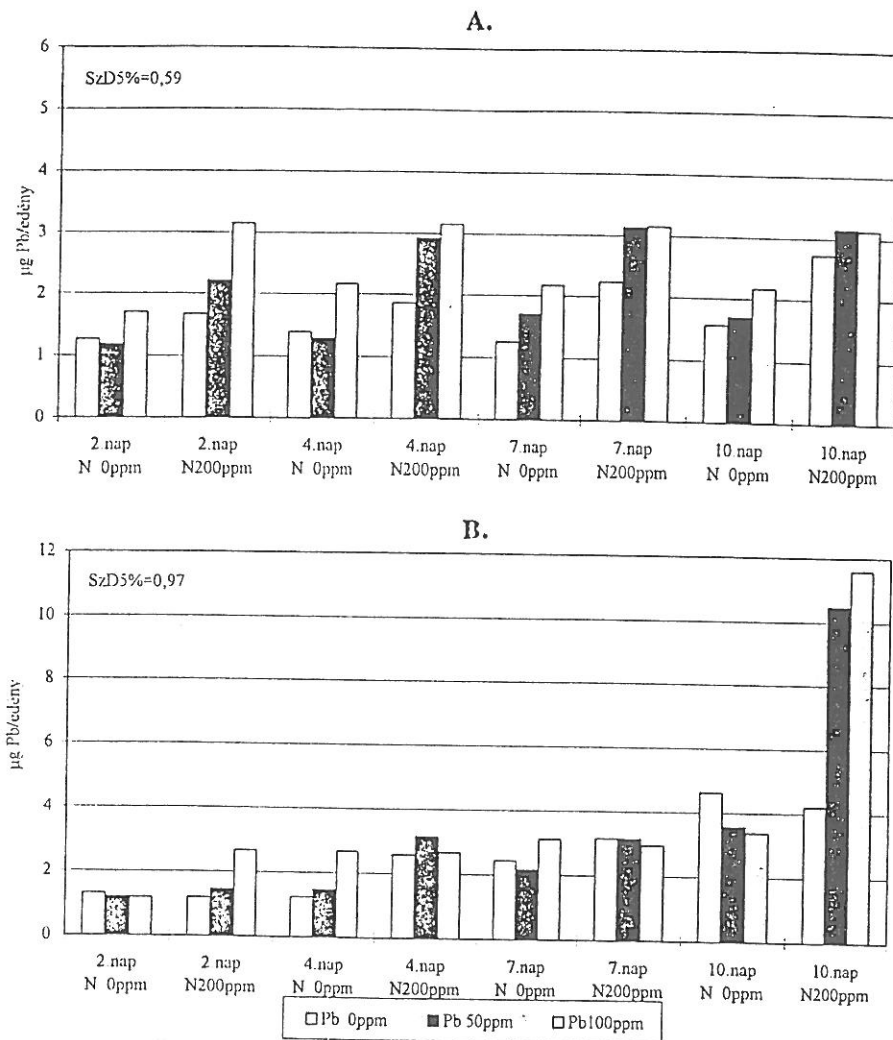
### A hajtás ólomtartalma

Az angolperje mindkét talajból felvett ólomionokat. A hajtásokban minden egyes esetben mérhető mennyiségű,  $\mu$ g-nagyságú Pb-tartalmat tudtunk kimutatni tenyészedényenként (3. ábra).

A *gödöllői talaj* esetében (3A. ábra) a hajtásokban jelentős mennyiségű Pb-tartalmat találtunk az  $Pb_0$ , azaz a kontrolltalajon nevelt angolperjében is, ami a talaj alapszennyezettségének tulajdonítható. Ez azt mutatja, hogy a gyökérlégzés és az  $NH_4^+$ -felvétel hatására képződött gyökérkörnyezeti savmennyiség a talajban jelenlevő Pb-tartalmat képes mobilizálni, biológiailag felvehetővé tenni.

A N-kezelés nélküli esetekben a hajtásokban található ólomtartalom minden egyes esetben kisebb, mint a megfelelő N-kezeléseknél. A 10 napos csíranövényekben mértük a legmagasabb Pb-tartalmat (1,6-2,2  $\mu\text{g Pb/edény}$ ).

A N-kezelés jelentősen megnövelte az ólomfelvételt. Érdemes viszont elemezni a tapasztalt tendenciákat. A 100 ppm-es Pb-terhelés esetében a hajtás Pb-tartalma a 2. napon eléri a 3,2  $\mu\text{g}$ -ot és a 4., a 7., a 10. napon is ugyanezt az értéket mértük. Az 50 ppm-es Pb-terhelésnél a folyamat lassabban játszódik le, az ólomtartalom a 7. napra éri el azt az értéket, aminél már a 10. napon sem nő



3. ábra

Az angolperje csíranövény hajtásának Cd-tartalma az idő és a N-kezelés függvényében a különböző Pb-kezelésekben a gödöllői (A) és martonvásári (B) talajon



tovább. Érdekes felfigyelnünk arra, hogy igen jelentős ólomterhelés-különbség mellett (50, illetve 100 ppm) a hajtásban ugyanazt az ólomtartalmat tudtuk mérni edényenként, ami azt jelezheti, hogy az angolperje hajtása mintegy „telítődött” ólommal.

A *martonvásári talaj* esetében (3B.) a tendenciák eltérnek a gödöllői talajétól. A N-kezelések nélküli és a N-kezeléses esetekben is - az Pb-terheléstől függetlenül - a hajtás által felvett Pb-tartalom közel azonos, kivéve a 100 ppm-es terhelést, ahol esetenként valamivel nagyobb. A 10. napon azonban igen jelentős mértékben megnő az angolperjében mért Pb-tartalom, az előzőekben mért Pb-tartalom többszörösére. Ez azzal magyarázható, hogy a 10. napon már jelentősebb mértékű volt a martonvásári talaj pH-csökkenése, a titrálható sav mennyisége megnőtt, ami az ólom mobilizálása révén az ólomfelvétel jelentős mértékű növekedését eredményezte.

#### *A gyökér ólomtartalma*

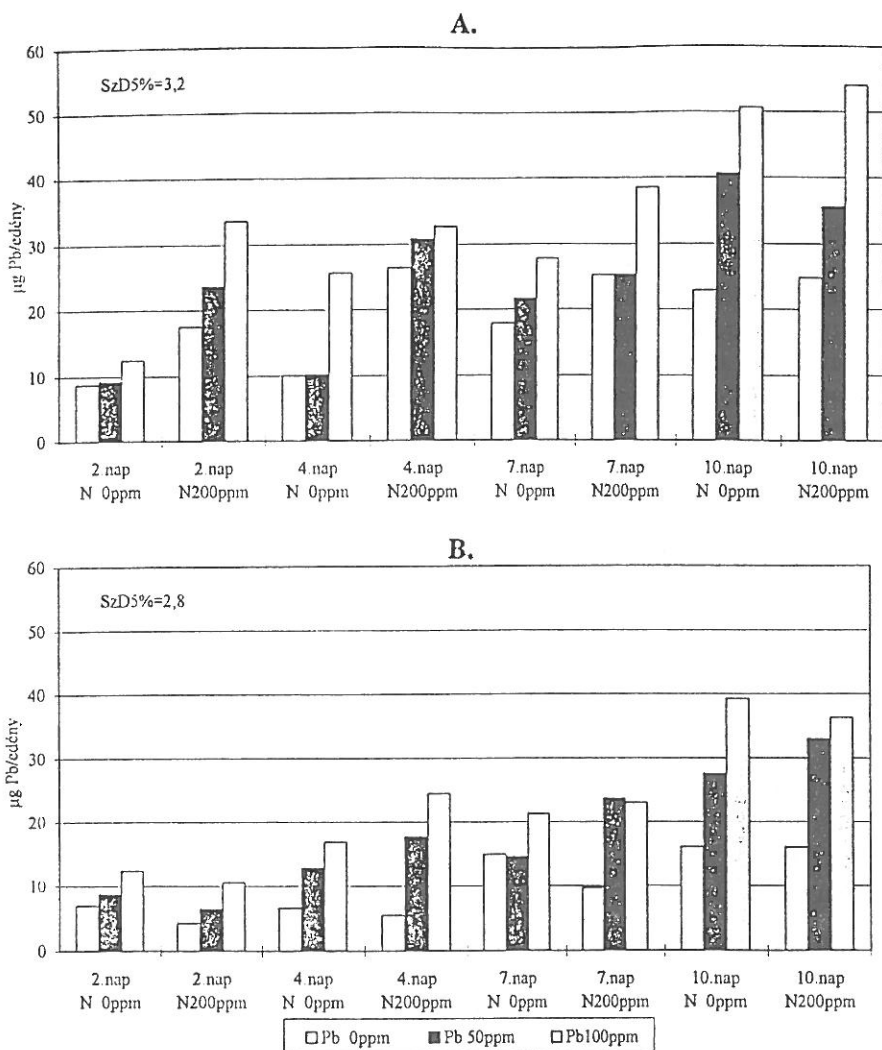
A növényi bioteszt során az angolperje gyökerében sokkal nagyobb Pb-tartalmakat mértünk, mint a hajtásban. A növény által felvett ólom legnagyobb része a gyökérben akkumulálódott (4. ábra).

A *gödöllői talajban* (4A. ábra) a N-kezelés nélküli esetekben a gyökér Pb-tartalma a 2. naptól kezdve fokozatosan nő, a legnagyobb értékeket a 10. napon éri el. A nagyobb Pb-terhelés esetén a gyökér Pb-tartalma is magasabb volt.

A N-kezelés hatására az angolperje gyökereiben a felvett ólom mennyisége megnőtt, ami különösen a kísérlet elején volt jelentős. Az idő előrehaladtával a N-kezelés hatása mérséklődik és a gyökér Pb-tartalma közelít a N-kezelés nélkül mért értékekhez. A gyökér Pb-tartalma mintegy „beáll” egy szintre, ami függetlennek tűnik a N-kezeléstől.

A *martonvásári talaj* esetében (4B. ábra) a nagyobb Pb-terheléskor a gyökérben mért Pb-tartalom nagysága is nagyobb. A martonvásári talajból felvett Pb-tartalmak valamivel kisebbek, mint a gödöllői talajból felvett értékek. A N-kezelés nélküli és a N-kezeléses esetekben a gyökér Pb-tartalma hasonló nagyságú. A kismértékű különbséget a martonvásári talaj tulajdonságai okozzák. A martonvásári talajból a növény által felvett kationok és anionok egymáshoz viszonyított mennyisége kisebb mértékű hidrogénion kibocsátásával járt, mint a gödöllői talajnál. A martonvásári talaj pH értéke 0,6 pH-egységgel magasabb, mint a gödöllői talaj pH értéke. A kisebb kibocsátott savmennyiség, illetve titrálható savanyúság, valamint a magasabb kezdeti pH érték következtében a gyökérkörnyezetben kisebb mértékű talajsavanyodás lépett fel a 10 nap alatt. A martonvásári talajban a pH értéke a 10. napon a N-kezelés hatására csak 6,4-6,2 -ig csökkent.

A martonvásári talajból történő Pb-felvétel azt jelzi, hogy az ólom mobilizációja és növény általi felvétele szorosan összefügg a talaj pH értékével, illetve savanyúság állapotával.



4. ábra

Az angolperje csíranövény gyökerének Cd-tartalma az idő és a N-kezelés függvényében a különböző Cd-kezelésekben a gödöllői (A) és martonvásári (B) talajon

Összefoglalóan levonható az a következtetés, hogy az ólomkezelés minden esetben csökkentette a gyökérkörnyezetben képződő savmennyiséget, ami viszont együtt járt a csíranövény megnövekedő Pb-felvételével. Ez az összefüggés a gyökerekben, különösen a 200 ppm-es  $\text{NH}_4^+$ -N-kezelések esetében figyelhető meg jól. A jelenség az ólom anyagcserefolyamatokat ( $\text{CO}_2$  produkció, ammóniumion-felvétel stb.) gátló hatásával magyarázható. Az angolperje csíranövény az ólomfelvétel jó bioindikátorának bizonyult.

## Irodalom

- ADRIANO, D. C. (Ed.), 1992. Biogeochemistry of Trace Metals. Lewis Publ. Boca Raton. USA.
- ALLOWAY, B. J. (Ed.), 1990. Heavy Metals in Soils. John Wiley & Sons. New York.
- CSATHÓ P., 1994. A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. MTA TAKI. Budapest.
- FERGUSON, J. E., 1990. The Heavy Elements. Pergamon Press. Oxford.
- FULLER, W. H. et al., 1976. Contribution of the soil to the migration of certain common and trace elements. Soil Sci. **122**. 223-235.
- FÜLEKY, GY. & PÁSZTOR, ZS., 1996. Xenobiotic mechanisms of pesticides and fertilizers in soil, a review. In: Environmental Xenobiotics. (Ed.: RICHARDSON, M.). 21-46. Taylor & Francis. London.
- JONES, L. H. P. & JARVIS, S. C., 1981. The fate of heavy metals. In: The Chemistry of Soil Processes. (Eds.: GREENLAND, D. J. & HAYES, M. H. B.) 593-620. John Wiley & Sons. New York.
- KÁDÁR I., 1991. A talajok és növények nehézfém-tartalmának vizsgálata. KTM - MTA TAKI. Budapest.
- KÁDÁR I., 1995. A talaj - növény - állat - ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. KTM - MTA TAKI. Budapest.
- LA ZERTE, B., 1986. Metals and acidification: an overview. Water, Air and Soil Pollut. **31**. 569-577.
- LOCH J. & NOSTICIUS Á., 1992. Agrokémia és növényvédelmi kémia. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- MURÁNYI A. & RÉDLY L.-NÉ, 1986. Titrálási görbék felhasználása a talajt érő savterhelések hatásának összehasonlító jellemzésére. Agrokémia és Talajtan. **35**. 49-62.
- MURÁNYI A. et al., 1994. Acidification in the rhizosphere of rape seedlings and in bulk soil by nitrification and ammonium uptake. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. **157**. 61-65.
- NÉMETH, T. et al., 1993. Mobility of some heavy metals in soil-plant systems studied on soil monoliths. Wat. Sci. Tech. **28**. 389-398.
- NOOMAN H. J. & FÜLEKY GY., 1989. Gyors bioteszt a talaj tápelem-szolgáltató képességének meghatározására. Agrokémia és Talajtan. **38**. 121-142.
- NOOMAN, H. J. & FÜLEKY, GY., 1991/1992. Biotesting of soil fertility and fertilizer response. Bulletin Univ. Agric. Gödöllő, 1991/1992. 17-30.
- ROSS, S. M. (Ed.), 1994. Toxic Metals in Soil - Plant Systems. John Wiley & Sons. New York.
- STANFORD, G. & DE MENT, T. D., 1957. A method for measuring short-term nutrient absorption by plants: 1. Nitrogen. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. **21**. 612-617.
- TAKÁCS M. 1990. A talajsavanyodás és a Cu, Zn, Pb mobilitása közötti összefüggés. In: Környezetünk savasodása. Országos Konferencia. Balatonfüred, 1990. nov. 14-16. G-10 Környezetgazdálkodási Iroda.

Érkezett: 1997. április 11.

## Effect of Ammonium Uptake on the Acidification of Root Zone and the Lead Uptake of Ryegrass Seedlings

A. MURÁNYI and G. FÜLEKY

Research Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry of the Hungarian Academy of Sciences, Budapest, and University of Agricultural Sciences, Gödöllő (Hungary)

### Summary

The aim of the present work was to study the mobilization of lead by the acidification of the root zone. The experiments were designed to determine the extent to which ammonium ion uptake and the hydrogen ions emitted affected the availability of the phytotoxic heavy metal content of the soil.

Two non-calcareous soils were chosen for the biotest experiments, set up using the method of NOOMAN & FÜLEKY (1989, 1991-1992): a moderately acidic Ramann-type brown forest soil from Gödöllő and a slightly acidic chernozem with forest residues from Martonvásár. The indicator plant was ryegrass.

The fertilizer treatments consisted of mixing 200 ppm N into the soil in the form of  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ . In order to prevent the nitrification of the ammonium ions 0.5 ml/100 g N-serve was also applied. The control treatment was 0 mg N/kg soil.

In the present series of experiments  $\text{PbCl}_2$  load was applied. Its magnitude was comparable with the permitted value given in the Hungarian standard. Six treatments were employed in two replications: with or without nitrogen, and Pb contamination of 0, 50 or 100 ppm.

*It could be concluded from the results that in all cases lead treatment reduced the acid production in the root zone, the measured, titratable acidity was lower (Figure 2). At the same time, the seedlings took up a greater quantity of lead. This relationship could be observed the best in the roots, especially in the 200 ppm  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  treatments (Figure 4). The results can be explained by the inhibitory effect of lead on metabolic processes ( $\text{CO}_2$  production, ammonium ion uptake, etc.). The ryegrass seedlings proved to be a good bioindicator of lead uptake.*

*Table 1. Major properties of soil samples taken from the 0-25 cm layer. (1) Soil parameters. a) Humus, %, b) Exchangeable cations, me/100 g (ammonium acetate method, pH = 7), c) Ca-soil T value ( $\text{BaCl}_2$  method, non-buffered original pH), d) Total lead, mg/kg ( $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$  digestion), e) Readily available lead, mg/kg (Lakáner-Erviő method). (2) Site of origin of the soil sample.*

*Figure 1. Change in pH in the root zone as a function of time and N treatment in the course of various Pb contaminations in Gödöllő (A) and Martonvásár (B) soils.*

*Figure 2. Changes in titratable acidity in the root zone as a function of time and N treatment in the course of various Pb contaminations in Gödöllő (A) and Martonvásár (B) soils.*

*Figure 3. Pb content in the shoots of ryegrass seedlings ( $\mu\text{g}/\text{pot}$ ) as a function of time and N treatment in the course of various Pb contaminations in Gödöllő (A) and Martonvásár (B) soils.*

*Figure 4. Pb content in the roots of ryegrass seedlings ( $\mu\text{g}/\text{pot}$ ) as a function of time and N treatment in the course of various Pb contaminations in Gödöllő (A) and Martonvásár (B) soils.*